



**DIVERSIDAD DE COLEOPTERA
DE UNA PLANTACIÓN CON ESPECIES
NATIVAS EN SARDINILLA DE COLÓN, PANAMÁ**

HÉCTOR BARRIOS¹ y MIRCO PLATH²

¹Universidad de Panamá, Programa Centroamericano
de Maestría en Entomología.
E-mail: hector.barriosv@up.ac.pa

²Agroscope, Schloss 1, P.O. Box, 8820 Wädenswil, Switzerland.
Autor para correspondencia: hector.barriosv@up.ac.pa

RESUMEN

La biodiversidad forestal en los trópicos asociada a las plantaciones forestales se debería considerar para la rehabilitación y los estudios sobre la diversidad faunística en el paisaje natural. En el estudio aquí presentado se recolectaron escarabajos durante un período de un año en el follaje de especies de nativas maderables (*Anacardium excelsum*, *Cedrela odorata*, *Tabebuia rosea*). Se recolectaron un total de 5,975 individuos pertenecientes a 221 morfoespecies en 28 familias. Se estudió la estructura de la comunidad en función de sus grupos tróficos. De acuerdo a los grupos tróficos, las familias de los Coleoptera, herbívoros resultaron dominantes en todas las especies de plantas de la plantación. El grupo de los herbívoros presentó una abundancia más alta en *T. rosea* y *C. odorata* que en *A. excelsum*, lo cual indica un impacto en la identidad de especies de árboles en la estructura trófica de los conjuntos de escarabajos estudiados. Nuestro estudio reveló que incluso las plantaciones tropicales jóvenes pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad en los trópicos. La magnitud de esta contribución, sin





embargo, puede depender en gran medida de las medidas de gestión, sobre las especies de árboles seleccionados, así como en el gremio trófico estudiado.

PALABRAS CLAVES

Gremios tróficos, *Anacardium excelsum*, *Cedrela odorata*, *Tabebuia rosea*.

INTRODUCCIÓN

Desarrollar y presentar este trabajo ha sido con la finalidad de brindar información útil sobre la diversidad de Coleoptera en general y en particular para conocer cuáles grupos de Coleoptera están asociados con las plantaciones de especies nativas en las plantaciones de Panamá.

Se conocen pocos registros de problemas de plagas insectiles en bosques nativos así como de plantaciones con especies nativas y relativamente pocos en monocultivos realizados en los países de la región (Jardim, 2010; Nair, 2001; Nguyen, 2001). Para países cercanos a Panamá como Costa Rica y Colombia se conocen algunas especies de insectos asociadas a plantaciones con especies exóticas como *Acacia mangium* y *Tectona grandis* (Lara, 2001; Madrigal, 2003).

Los bosques tropicales son a menudo objeto de explotación intensiva y la deforestación, que contribuyen a la pérdida de la biodiversidad y el cambio climático global (Gardner *et al.*, 2009; Oestreicher *et al.*, 2009; Morris, 2010). La pérdida de bosque neto es particularmente alta en América Central, como resultado de la extracción de madera de los bosques naturales y la conversión de bosques a pastizales y tierras agrícolas (Zahawi, 2005; FAO, 2011). El desarrollo de las plantaciones forestales en esta región es vista cada vez más como una estrategia prometedora para restablecer la cobertura forestal, así como para la rehabilitación de la biodiversidad forestal (Goldman *et al.*, 2008; Harvey *et al.*, 2008; Bremer y Farley, 2010). Al mejorar las funciones de la calidad de hábitat y los ecosistemas de los que dependen las especies individualmente (Ewers y Didham, 2006; Fischer y Lindenmayer, 2007), las plantaciones forestales pueden apoyar la persistencia de las especies forestales en paisajes manejados (Lamb *et al.*, 2005; Pardini *et al.*, 2009), sobre todo si las especies arbóreas nativas adaptadas localmente se utilizan para reforestar áreas degradadas o deforestadas (Hartley, 2002).





Sin embargo, para satisfacer la demanda local, regional y mundial de productos forestales (Lamb *et al.*, 2005; Kelty, 2006; Paquette y Messier, 2010), en las plantaciones forestales de América Latina y en otros lugares, principalmente concentrados en las plantaciones de monocultivos de árboles industriales de rápido crecimiento, utilizan, en su mayoría especies exóticas como la teca (*Tectona grandis*), eucaliptos (*Eucalyptus spec.*) o pinos (*Pinus spec.*) (Evans y Turnbull, 2004; Kelty, 2006; Park y Wilson, 2007). Tanto en las plantaciones a gran escala, así como en pequeñas parcelas de cultivo de árboles, los insecticidas de amplio espectro se aplican regularmente para proteger los árboles de los ataques de herbívoros (Cunningham *et al.*, 2005; Garen *et al.*, 2009) sin considerar el posible impacto colateral en la biodiversidad. Por lo tanto, las plantaciones de árboles existentes en América Central pueden favorecer la homogeneización del paisaje y albergar baja biodiversidad (Hartley, 2002; Bremer y Farley, 2010; Chey *et al.*, 1998). Es por esto que, a partir de 1999, en Panamá, se han hecho esfuerzos por realizar estudios en plantaciones con especies nativas. Para esto se han establecido plantaciones con especies nativas en Sardinilla de Colón, Cuenca del Canal y en la provincia de Los Santos, animadas por científicos de la Universidad McGill así como del Instituto de Investigaciones Tropicales Smithsonian (proyecto PRORENA).

La idea de estos proyectos de investigación es obtener datos para hacerlos llegar a la industria forestal local y aprovechar especies que tienen potencial en esta área. Con este fin hemos sido invitados a participar dentro del componente entomológico y entender mejor cómo hacerle frente a los insectos asociados a la industria forestal con especies nativas en Panamá.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en un campo experimental ubicado en Sardinilla (9° 19' 30" N y 79° 38' 00" O), provincia de Colón, en el área central de Panamá. Su elevación es alrededor de 70 metros; la precipitación media anual es de 2,350 mm, con 25 a 50 mm por mes durante la estación seca (enero-abril), y 250 mm por mes durante la estación lluviosa (mayo-diciembre) (Plath *et al.*, 2011). La temperatura diaria y estacional es relativamente constante durante todo el año, con temperaturas máximas diarias anuales de 33,1 °C y la mínima diaria anual de 21,7 °C. El bosque original, clasificado como selva baja subcaducifolia y, probablemente, muy similar al bosque de la Isla de Barro Colorado (9° 9' 0" N,





79° 51'0" O), se taló en 1952-1953. El sitio fue utilizado para la agricultura durante dos años y después se convirtió en pastizal de gramíneas plantadas por el propietario (Scherer-Lorenzen *et al.*, 2007). En estas condiciones se da inicio, en 1999, a una plantación con 32 especies nativas en una superficie de 12 hectáreas.

Especies de plantas utilizadas en el estudio

Las especies de árboles utilizados en este estudio fueron *Tabebuia rosea* Bertol. (Bignoniaceae), *Anacardium excelsum* Bertero y Balb. ex Kunth (Anacardiaceae) y *Cedrela odorata* L. (Meliaceae). Las tres especies coexisten en los ecosistemas forestales naturales de Panamá (Croat, 1978) y, a medida que el tiempo avanza, son más y más utilizadas en las plantaciones modernas en América Central por las empresas forestales y agricultores locales, debido a su idoneidad para las actividades de reforestación y como madera valiosa (ITTO, 2006; Wishnie *et al.*, 2007; Van Breugel *et al.*, 2011).

Las plántulas de cada especie de árbol provenían del vivero de PRORENA (Proyecto de Reforestación Con Especies Nativas) con edad de tres meses antes de ser plantadas en el área de estudio. Las plántulas de *T. rosea*, *A. excelsum* y *C. odorata* fueron plantadas en parcelas de 36 árboles, utilizando un estándar de seis por seis cuadrado latino con una distancia de siembra de 2 metros.

Esta parcela se repitió cinco veces en diferentes lugares de todo el sitio de estudio. La vegetación cercana a las plántulas de las especies en estudio en las parcelas fue cortada con machetes a 10 cm. de altura cada 3 meses durante la estación lluviosa (altura de la vegetación media de las parcelas antes del corte: 21 ± 5 cm, altura de las plántulas o juveniles promedio a través de las parcelas al inicio del estudio).

De acuerdo con este esquema de muestreo, un total de 540 plántulas fueron utilizadas para la recolecta de los insectos durante la investigación, con 60 plántulas por especie en cada una de las tres especies de árboles y arreglos de las plántulas en la plantación.

Recolecta de insectos

La recolecta de los insectos se llevó a cabo para todas las plántulas de las especies en estudio con una periodicidad de cada quince días a partir del mes





de abril de 2007 hasta abril de 2008. Sin embargo, no se colectó a finales de diciembre y a mediados de febrero. Las recolectas se realizaron de forma manual registrando todos los insectos que se encontraban en el follaje, ramitas y tronco durante el día así como en la noche dentro de un plazo de 24 horas. Una vez recolectados se preservaron en etanol al 70%. Luego en el laboratorio del Programa Centroamericano de Maestría en Entomología (PCMENT) se les identificó a nivel jerárquico de especie en lo posible y, de no llegar a nivel de especies, se le asignó un código (morfoespecies), las cuales fueron depositadas en la colección de referencia del PCMENT. En las regiones tropicales muchos grupos taxonómicos y especies de Coleoptera aún no se han descrito formalmente, la asignación de morfotipos o morfoespecies es una solución práctica para hacerle frente a los organismos no descritos anteriormente o no identificables (Hammond, 1994; Basset *et al.*, 2004).

Gremios tróficos

Distinguimos los gremios tróficos siguiendo la clasificación de Stork *et al.*, (1997), así como Moran y Southwood (1982): 1) herbívoros, 2) depredadores, 3) detritívoros, 4) carroñeros y fungívoros, y 5) turistas. Dentro del primer gremio se incluye a las especies de herbívoros que se alimentan de las plantas superiores. Los depredadores se alimentan de animales vivos, mientras que los detritívoros, carroñeros y alimentadores de hongos (que comprende la sección «detritívoros») se alimentan de materia orgánica muerta y de los hongos. Los turistas son especies que no tienen una relación íntima y duradera con la planta en todas sus etapas de la vida (Moran y Southwood, 1982; Novotny y Basset, 2000; Basset *et al.*, 2001). Dado que las especies conocidas como turistas pueden actuar como presa de los depredadores locales, se les considera como parte de las asociaciones de los escarabajos estudiados. La asignación de las familias de escarabajos identificados a los diferentes gremios tróficos se presentan en el Cuadro 1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De un total de 5,975 individuos de escarabajos pertenecientes a 221 especies (morfoespecies) en 28 familias encontradas (Cuadro 1). Chrysomelidae fue la familia que dominó con 4,203 individuos (70,3%), seguidos por Lampyridae con 901 individuos (15,1%) y Curculionidae con 222 personas (3,7%). Ochenta y seis especies estuvieron representadas por un único espécimen (38,9%). La riqueza de especies de los escarabajos recolectados difiere mucho entre las





familias, con más de dos quintas partes de las especies pertenecientes a los Chrysomelidae (42,1%, n = 93), seguidos de Curculionidae (17,2%, n = 38) y Coccinellidae (4,5% , n = 10). Cincuenta y cinco especies de escarabajos se recolectaron exclusivamente en la especie de planta *T. rosea*, 33 especies en *A. excelsum* y 22 especies en *C. odorata*.

Los herbívoros fueron más abundantes (n = 4,735, el 79,2%) y presentaron la mayor riqueza de especies absoluta (n = 159, 71,9%) de los cuatro gremios tróficos que se distinguen en este estudio (para más detalles véase el Cuadro 1). Éstos fueron seguidos por el gremio de turistas, que fue el segundo gremio más abundante de escarabajos (n = 901, 15,1%). A diferencia de los herbívoros y los turistas, el gremio de los depredadores, así como los gremios detritívoros, fueron representados por relativamente pocos individuos (depredadores: n = 247, 4,1%; detritívoros: n = 92, 1,5%), a diferencia del número de especies comparativamente altas (los depredadores: n = 27, 12,2%; detritívoros: n = 30, 13,6%).

Los escarabajos herbívoros estuvieron representados principalmente por Chrysomelidae (la riqueza de las especies dentro de los grupos tróficos fue de 58.5% y con una abundancia de 88.8%), mientras que la familia Ptilodactylidae alcanzó relevancia en el gremio detritívoro / fungívoro (la riqueza de las especies dentro de los grupos tróficos fue de 20% y con una abundancia de 46.7%). La mayoría de los escarabajos depredadores se reportaron de la familia Coccinellidae (la riqueza de las especies dentro de los grupos tróficos fue de 37% y con una abundancia de 51.8%).

Efectos de las especies de árboles en la estructura del gremio trófico de los insectos son evidentes. La identidad de la especie de árbol afecta significativamente la contribución del grupo de los herbívoros en la estructura de los conjuntos de escarabajos ($F = 4.80$, $P = 0,009$). Los herbívoros ocurrieron en porcentajes significativamente más bajos en los conjuntos de escarabajos que se encontraron en la especie de planta *A. excelsum* ($58,8 \pm 3,0\%$) que en los conjuntos de *T. rosea* ($76,7 \pm 5,6\%$, $p = 0,003$) ó que en los conjuntos de *C. odorata* ($74,0 \pm 2,9$, $P = 0,028$), mientras que no se encontraron diferencias entre *T. rosea* y *C. odorata* ($P > 0,05$). No se encontraron diferencias entre las especies de árboles por la contribución de los gremios restantes para los conjuntos de escarabajos ($P > 0,05$).





CONCLUSIONES

Nuestro estudio basado en una muestra de cerca de 6,000 ejemplares de escarabajos, pertenecientes a más de 220 especies, mostró que los árboles maderables de especies nativas en pastizales pueden albergar diversos conjuntos de escarabajos a un año después del establecimiento de los plantones.

La mayoría de los estudios, que abordan la diversidad de insectos y en particular las comunidades de escarabajos en los trópicos, se han centrado en los ecosistemas de la selva tropical, que representan un ambiente muy heterogéneo en cuanto a estratificación, es decir, de las capas de vegetación vertical (Stork *et al.*, 1997; Basset *et al.*, 2003) y horizontales (zonas de bosque cerrado, lagunas, zonas de amortiguamiento, etc.) de gradientes (Estrada *et al.*, 1998; Schulze *et al.*, 2004; Tylianakis *et al.*, 2005; Grimbacher *et al.*, 2007). Se espera que esta heterogeneidad conduzca a una mayor diversidad de recursos y a mejores condiciones ambientales en comparación con los sistemas más homogéneos de los bosques jóvenes tropicales (Hartley, 2002; Hopp *et al.*, 2010).

Este mismo patrón se repite en los antiguos estudios que utilizan diversos métodos para el muestreo de artrópodos (por ejemplo, “beating”, nebulización, trampa de caída o de luz); las comparaciones en cuanto a la composición de los conjuntos de escarabajos entre los estudios pueden ser más o menos difíciles de lograr. Basset (1999) proporcionó una de las primeras evaluaciones cuantitativas de los insectos herbívoros que viven del forrajeo de las plántulas en una selva tropical con base en una muestra de 9,000 ejemplares y 342 especies de 11 muestreos de insectos mensuales con 10,000 plántulas en Guayana.

New (1983) registró unos 4,000 insectos herbívoros que representan 78 especies de plántulas de 21 especies de Acacia. Teniendo en cuenta que ambos estudios incluyeron varios órdenes de insectos herbívoros y se llevaron a cabo en las plantas de un vivero ubicado en las selvas tropicales, la diversidad de los conjuntos de escarabajos reportados en nuestro estudio sobre especies de árboles maderables nativas en una plantación parece ser comparativamente alta (221 especies, 5,975 ejemplares en 415 juveniles de tres especies de árboles). Sin embargo, los bosques secundarios maduros y plantaciones más antiguas probablemente exhibirán una diversidad considerablemente más alta si se compara con los sistemas de forestación jóvenes evaluados (Hopp *et al.*, 2010; Taki *et al.*, 2010). Ødegaard (2004), por ejemplo, encontró 227 especies de





escarabajos en sólo 6 individuos de árboles de la especie de árbol *Brosium utile* (Moraceae) que crecen en un bosque húmedo tropical en Panamá (promedio de 84.3 especies de escarabajos por individuo árbol). Erwin y Scott (1980) encontraron incluso más de 940 especies en 19 individuos de árboles de las especies de árboles neotropicales *Luehea semannii* (Malvaceae) que crecen en un bosque estacional en la antigua Zona del Canal de Panamá, que se encuentra cerca de nuestro lugar de estudio. Dado que los estudios mencionados se centraron en diferentes especies de árboles en comparación con las especies de madera seleccionadas para el estudio específico, las diferencias en la diversidad alfa no sólo pueden atribuirse a una mayor heterogeneidad de microhábitats en los sistemas forestales maduros en comparación con los sistemas de forestación jóvenes, pero puede también reflejar un impacto de identidad de la especie de árbol en la composición de las comunidades de insectos (Summerville *et al.*, 2003; Vehviläinen *et al.*, 2008).

SUMMARY

BEETLES DIVERSITY ON A PLANTATION WITH NATIVE SPECIES IN SARDINILLA, COLON PROVINCE, PANAMA.

Forest biodiversity in the tropics associated with forest plantations should be considered for rehabilitation and studies of faunal diversity in the natural landscape. In the study presented here beetles were collected over a period of one year in the foliage of native timber species (*Anacardium excelsum*, *Cedrela odorata*, *Tabebuia rosea*). A total of 5,975 individuals belonging to 221 morphospecies were collected in 28 families. The community structure according to their trophic groups study. According to the trophic groups, the families of Coleoptera herbivores were dominant in all plant species planting. Herbivorous group presented a higher abundance in *T. rosea* and *C. odorata* than in *A. excelsum*, which indicate an impact on the identity of tree species in the trophic structure of the sets of beetles studied. Our study revealed that even young tropical plantations can contribute to the conservation of biodiversity in the tropics. The magnitude of this contribution, however, may depend largely on the management measures on the species of trees selected and studied in the trophic guild.

KEY WORDS

Trophic guilds, *Anacardium excelsum*, *Cedrela odorata*, *Tabebuia rosea*.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BASSET, Y. 1999. Diversity and abundance of insect herbivores foraging on seedlings in a rainforest in Guyana. *Ecol Entomol*, 24:245-259.
- BASSET, Y.; ABERLENC, H.P.; BARRIOS, H.; CURLETTI, G.; BÉRENGER, J.M.; VESCO, J.P.; CAUSSE, P.; HAUG, A.; ANNE-SOPHIE HENNION, A.S.; LESOBRE, L.; MARQUÈS, F. y O'MEARA, R. 2001. Stratification and diel activity of arthropods in a lowland rainforest in Gabon. *Biological Journal of the Linnean Society*, 72:585-607.
- BASSET, Y.; NOVOTNY, V.; MILLER, S.E. y KITCHING, R.L. 2003. **Arthropods of tropical forests**. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- BASSET, Y.; MAVOUNGOU, J.F.; MIKISSA, J.B.; MISSA, O.; MILLER, S.E.; KITCHING, R.L. y ALONSO, A. 2004. Discriminatory power of different arthropod data sets for the biological monitoring of anthropogenic disturbance in tropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13:709-732.
- BREMER L.L.; FARLEY K.A. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation*, 19:3893-3915.
- CHEY, V.K.; HOLLOWAY, J.D.; HAMBLER, C. y SPEIGHT, M.R. 1998. Canopy knockdown of arthropods in exotic plantations and natural forest in Sabah, north-east Borneo, using insecticidal mist-blowing. *Bulletin Of Entomological Research*, 88:15-24.
- CROAT, T.B. 1978. **Flora of Barro Colorado Island**. Stanford University Press, Stanford, California.
- CUNNINGHAM, S.A.; FLOYD, R.B. y WEIR, T.A. 2005. Do *Eucalyptus* plantations host an insect community similar to remnant *Eucalyptus* forest? *Austral Ecology*, 30:103-117.
- ERWIN, T.L. y SCOTT, J.C. 1980. Seasonal and size patterns, trophic structure, and richness of Coleoptera in the tropical arboreal ecosystem: the fauna of the tree *Luehea seemannii* Triana and Planch in the Canal Zone of Panama. *The Coleopterists Bulletin*, 34:305-322.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; DADDA, A.A. y CAMMARANO, P. 1998. Dung and carrion beetles in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 14:577-593.
- EVANS, J. y TURNBULL, J.W. 2004. **Plantation forestry in the tropics. Role of silviculture, and use of planted forests for industrial, social, environmental and agroforestry purposes**. 3rd edn. Clarendon Press, Oxford, UK.
- EWERS, R.M. y DIDHAM, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81:117-142.
- FAO. 2011. **State of the world's forest**, 2011, Rome.
- FISCHER, J. y LINDENMAYER, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16:265-280.
- GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R.M.; HARVEY, C.A.; PERES, C.A. y SODHI, N.S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecol. Lett.*, 12:561-582.
- GAREN, E.J.; SALTONSTALL, K.; SLUSSER, J.L.; MATHIAS, S.; ASHTON, M.S. y HALL, J.S. 2009. An evaluation of farmers' experiences planting native trees in rural Panama: implications for reforestation with native species in agricultural landscapes. *Agrofor. Syst.*, 76:219-236.
- GOLDMAN, R. L.; GOLDSTEIN, L. P. y DAILY, G. C. 2008. Assessing the conservation value of a human-dominated island landscape: plant diversity in Hawaii. *Biodiversity and Conservation*, 17:1765-1781.

- GRIMBACHER, P. S.; CATTERALL, C.P.; KANOWSKI, J. y PROCTOR, H.C. 2007. Responses of ground-active beetle assemblages to different styles of reforestation on cleared rainforest land. *Biodiversity and Conservation*, 16:2167-2184.
- HAMMOND, P.M. 1994. Practical approaches to the estimation of the extent of biodiversity in speciose groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B-Biological Sciences*, 345:119-136.
- HARTLEY, M.J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *For. Ecol. Manage.*, 155:81-95.
- HARVEY, C.A.; KOMAR, O.; CHAZDON, R.; FERGUSON, B.F.; FINEGAN, B.; GRIFFITH, D.M.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MORALES, H.; NIGH, R.; SOTO-PINTO, L.; VAN BREUGEL, M. y WISHNIE, M. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology*, 22:8-15.
- HOPP, P.W.; OTTERMANN, R.; CARON, E.; MEYER, S.; ROSS-NICKOLL, M. 2010. Recovery of litter inhabiting beetle assemblages during forest regeneration in the Atlantic forest of Southern Brazil. *Insect Conservation and Diversity*, 3:103-113.
- ITTO. 2006. **Status of tropical forest management, 2005**. International Tropical Timber Organization. 302 pp.
- JARDIM, D. 2010. **Danhos de *Oncideres saga* (Dalman, 1823) em *Acacia mangium* Wild., *Albizia lebbek* Benth. e *Pseudosamanea guachapele* (Kunth) Harms no município de Seropédica, RJ**. Tesis de pregrado. Universidad Federal Rural Do Rio De Janeiro. Seropedica. 30 p.
- KELTY, M.J. 2006. The role of species mixtures in plantation forestry. *For. Ecol. Manage.*, 233:195-204.
- LAMB, D.; ERSKINE, P.D. y PARROTTA, J.A. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310:1628-1632.
- LARA, L. 2001. **Diagnóstico fitosanitario en plantaciones de *Acacia mangium* ubicadas en las fincas La Frontera, Marlengo, El Recreo y las Hamacas, Río Rayo y Tenerife: Municipio de Tarazá, Bajo Cauca Antioqueño**. Corantioquia. Medellín. 69 p.
- MADRIGAL, A. 2003. **Insectos Forestales de Colombia, biología, hábitos, ecología y manejo**. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias. Medellín. 609p.
- MORAN, V.C. y SOUTHWOOD, T.R.E. 1982. The guild composition of arthropod communities in trees. *J. Anim. Ecol.*, 51:289-306.
- MORRIS, R.J. 2010. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365:3709-3718.
- NAIR, K. 2001. **Pest outbreaks in tropical forest plantations. Is there a greater risk for exotic tree species?** CIFOR. Jakarta. 82 p.
- NEW, T.R. 1983. Colonisation of seedling acacias by arthropods in southern Victoria. *Australian Entomological Magazine*, 10:13-19.
- NGUYEN, T. N. 2001. Pest insects damaging *Acacia mangium* leaves and the control measures. *Science and Technology. Journal of Agriculture and Rural Development*, 10: 730-731.
- NOVOTNY V. y BASSET, Y. 2000. Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos*, 89:564-572.
- ØDEGAARD, F. 2004. Species richness of phytophagous beetles in the tropical tree *Brosimum utile* (Moraceae): the effects of sampling strategy and the problem of tourists. *Ecol. Entomol.*, 29:76-88.
- OESTREICHER, J.S.; BENESSIAH, K.; RUIZ-JAÉN, M.C.; SLOAN, S.; TURNER, K.; PELETIER, J.; GUAY, B.; CLARK, K.E.; ROCHE, D.G.; MEINERS, M. POTVIN, C. 2009. Avoiding

- deforestation in Panamanian protected areas: an analysis of protection effectiveness and implications for reducing emissions from deforestation and forest degradation. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 19:279-291.
- PAQUETTE, A. y MESSIER, C. 2010. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8:27-34.
- PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIOA, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M. y BAUMGARTEN, J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142:1178-1190.
- PARK, A. y WILSON, E.R. 2007. Beautiful plantations: can intensive silviculture help Canada to fulfill ecological and timber production objectives? *Forestry Chronicle*, 83:825-839.
- PLATH, M.; MODY, K.; POTVIN, C. y DORN, S. 2011. Do multipurpose companion trees affect high value timber trees in a silvopastoral plantation system? *Agrofor. Syst.*, 81:79-92.
- SCALES, B.R. y MARSDEN, S.J. 2008. Biodiversity in small-scale tropical agroforests: a review of species richness and abundance shifts and the factors influencing them. *Environmental Conservation*, 35:160-172.
- SCHERER-LORENZEN, M.; BONILLA, J.L. y POTVIN, C. 2007. Tree species richness affects litter production and decomposition rates in a tropical biodiversity experiment. *Oikos*, 116:2108-2124.
- SCHULZE, C.H.; WALTER, M.; KESSLER, P.J.A.; PITOPANG, R.; VEDDELER, S.D.; MÜHLENBERG, M.; GRADSTEIN, S.R.; LEUSCHNER, C.; STEFFAN-DEWENTER, I. y TSCHARNTKE, T. 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications*, 15:1321-1333.
- STORK, N.E.; ADIS, J. y DIDHAM, R.K. 1997. **Canopy arthropods**. Chapman and Hall, London. UK. 567 pp.
- SUMMERVILLE, K.S.; CRIST, T.O.; KAHN, J.K. y GERING, J.C. 2003. Community structure of arboreal caterpillars within and among four tree species of the eastern deciduous forest. *Ecol Entomol.*, 28:747-757.
- TAKI, H.; YAMAURA, Y.; OKOCHI, I.; INOUE, T.; OKABE, K. y MAKINO, S. 2010. Effects of reforestation age on moth assemblages in plantations and naturally regenerated forests. *Insect Conservation and Diversity*, 3:257-265.
- TYLIANAKIS, J.M.; KLEIN, A.M. y TSCHARNTKE, T. 2005. Spatiotemporal variation in the diversity of hymenoptera across a tropical habitat gradient. *Ecology*, 86:3296-3302.
- VAN BREUGEL, M; HALL, J.S.; CRAVEN, D.J.; GREGOIRE, T.G.; PARK, A.; DENT, D.H.; WISHNIE, M.H.; MARISCAL, E.; DEAGO, J.; IBARRA, D.; CEDEÑO, N. y ASHTON, M.S. 2011. Early growth and survival of 49 tropical tree species across sites differing in soil fertility and rainfall in Panama. *For. Ecol. Manage.*, 261:1580-1589.
- VEHVILÄINEN, H.; KORICHEVA, J. y RUOHOMAKI, K. 2008. Effects of stand tree species composition and diversity on abundance of predatory arthropods. *Oikos*. 117:935-943.
- WISHNIE, M.H.; DENT, D.H.; MARISCAL, E.; DEAGO, J.; CEDEÑO, N; IBARRA, D.; CONDIT, R. y ASHTON, M.S. 2007. Initial performance and reforestation potential of 24 tropical tree species planted across a precipitation gradient in the Republic of Panama. *For. Ecol. Manage.*, 243:39-49.
- ZAHAWI, R.A. 2005. Establishment and growth of living fence species: An overlooked tool for the restoration of degraded areas in the tropics. *Restoration Ecology*, 13:92-102.

Cuadro 1. Descripción general de las familias de escarabajos identificados en las tres especies de plantas *Tabebuia rosea*, *Anacardium excelsum*, y *Cedrela odorata* durante el período de estudio de un año: N = número de individuos, S = número de especies, Srare = número de especies raras, representadas con menos de cinco especímenes, Sus = especies compartidas que ocurren exclusivamente en una de las tres especies estudiadas, Ssing = número de especies únicas consideradas como especies representadas por un solo espécimen en la base de datos. Las familias fueron asignadas a los gremios tróficos «herbívoros», «depredadores», «detritívoros» y «turistas» siguiendo la clasificación de Moran y Southwood (1982), Stork (1987), y Wagner (1996).

	<i>Tabebuia rosea</i>					<i>Anacardium excelsum</i>					<i>Cedrela odorata</i>				
	N	S	S _{rare}	S _{sing}	S _{us}	N	S	S _{rare}	S _{sing}	S _{us}	N	S	S _{rare}	S _{sing}	S _{us}
Herbívoros															
Apionidae	2	1	1	0	0	4	2	2	1	0	3	2	2	1	0
Atelabidae	2	2	1	0	0	47	1	0	0	0	0	0	0	-	-
Bruchidae	28	7	6	2	2	5	3	3	2	0	7	5	5	3	2
Buprestidae	86	2	1	1	1	7	2	1	1	1	3	1	1	0	0
Chrysomelidae	3213	74	36	24	16	529	50	36	19	9	461	54	40	22	9
Curculionidae	92	22	7	8	7	90	24	21	13	0	40	15	12	8	2
Elateridae	66	8	4	4	2	6	3	3	2	0	5	5	5	5	1
Scarabaeidae	9	3	2	2	2	18	2	0	0	1	12	1	0	0	0
Detritívoros															
Anthicidae	2	2	2	1	1	0	0	-	-	-	3	1	1	0	0
Anthribidae	1	1	1	0	0	2	1	1	0	0	0	0	-	-	-
Cerambycidae	2	2	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	-	-	-
Cucujidae	-	-	-	-	-	1	1	1	1	1	0	0	-	-	-
Endomychidae	4	4	3	1	0	2	2	2	2	1	6	3	3	1	2
Erotylidae	1	1	1	0	0	3	2	2	1	1	0	0	-	-	-
Hydrophilidae	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	-	-	-
Mycetophagidae	0	0	-	0	0	0	0	0	-	-	1	1	1	-	1
Nitidulidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	-	-	-
Phalacridae	1	1	1	1	1	0	0	-	-	-	0	0	-	-	-
Ptylodactylidae	27	6	3	2	2	7	4	4	1	0	9	3	3	0	0
Sphindidae	1	1	1	1	1	0	0	-	-	-	0	0	-	-	-
Tenebrionidae	10	10	2	1	1	5	3	0	1	1	0	0	-	-	-
<i>Continuación Cuadro 1.</i>															
Depredadores															
Carabidae	27	2	1	-	-	3	3	3	3	1	6	6	6	6	5
Coccinellidae	78	8	5	2	-	35	3	6	3	2	15	3	1	0	0
Histeridae	1	1	1	1	1	0	0	-	-	-	0	0	-	-	-
Lycidae	26	4	2	1	1	9	2	1	0	0	10	3	2	1	0
Staphylinidae	12	2	-	-	-	19	2	1	1	1	5	2	2	0	0
Trogositidae	1	1	1	1	1	0	0	-	-	-	0	0	-	-	-
Touristas															
Lampyridae	459	5	-	-	-	250	4	0	0	0	192	5	1	-	-
TOTAL	2464	161	86	55	40	1045	122	90	54	22	778	110	85	46	22

Recibido: 17 de abril de 2015.
Aceptado: 2 de diciembre de 2015.